

Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia

Ruiz Fernández, J.M¹., Ramos Segura, A., García Muñoz, R.

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas (GEFM). C/ Varadero, 1. 30740 San Pedro del Pinatar, Murcia, España.

Palabras clave: Especies Exóticas Invasoras, EEI, Caulerpa racemosa, Región de Murcia, Mediterráneo.

1. Introducción

Caulerpa racemosa es un alga (*Cloroficeae*) de origen tropical que durante la última década se ha expandido a lo largo de la costa mediterránea occidental colonizando los hábitats bentónicos autóctonos. Su carácter invasor es más marcado que la conocida *Caulerpa taxifolia*, aunque sus posibles efectos sobre los hábitats bentónicos y la biodiversidad marina no parecen haber despertado la misma preocupación a las instituciones científicas y políticas. En el año 2005, este macrófito invasor alcanza por primera vez los fondos de la Región de Murcia y, de forma similar a lo ocurrido en otras Comunidades Autónomas (Cataluña, Baleares y Valencia) con ésta y otras especies invasoras, se han puesto en marcha las primeras iniciativas para su estudio y control en esta zona del levante peninsular. En este contexto, el Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas (GEFM) del Centro Oceanográfico de Murcia (IEO) y el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia han contemplado el estudio de la expansión del alga invasora y su posible interacción con la vegetación bentónica autóctona como un nuevo objetivo del proyecto de red de seguimiento de *Posidonia oceanica*, que dicho equipo desarrolla desde 2004 (Ruiz et al. 2006a,b). En este informe se comentan aspectos generales de las introducciones e invasiones de especies de macrófitos bentónicos en el Mediterráneo y se aportan los primeros datos de la reciente introducción y expansión del clorófito tropical *C. racemosa* en las costas murcianas. Se comentan finalmente una serie de directrices generales de apoyo a la toma de decisiones y acciones específicas de gestión relacionadas con este fenómeno.

2. Macrófitos invasores en el Mediterráneo

Con el 6% de las especies marinas conocidas en el mundo (7.200 especies de metazoos y 1.300 macrófitos²) (Occhipinti-Ambrogi y Savini 2003), el Mediterráneo es considerado uno de los "puntos calientes" de la biodiversidad marina del planeta. A lo largo de su evolución, el Mediterráneo ha sido especialmente hospitalario con las especies introducidas de otros mares debido a la gran variabilidad de ambientes

¹ Correspondencia: jmrui@mu.ieo.es

² Solo organismos marinos macroscópicos, no incluye microorganismos.

climáticos e hidrográficos que alberga. Sin embargo, actualmente, la actividad antrópica ha acelerado considerablemente la tasa de introducción de especies respecto a la tasa natural, amenazando la conservación de biodiversidad marina del Mediterráneo. En los últimos 150 años el número de especies exóticas introducidas ha mostrado una clara tendencia creciente, resultando en más de 100 introducciones (Minchin, 2001). Análisis recientes sobre introducciones de especies de macrófitos bentónicos en el Mediterráneo sirven de ejemplo para ilustrar este fenómeno. Según los datos disponibles, desde principios del siglo XX el número de especies de macrófitos invasoras casi se duplica cada 20 años (Ribera y Boudouresque, 1995). Siguiendo esta cinética, se espera que sean introducidas 80 nuevas especies en los próximos 20 años. Algunos casos son explicados simplemente por cambios naturales del límite de distribución geográfica de las especies a consecuencia de fluctuaciones climáticas, pero un considerable número de ellas aparecen en nuevas áreas geográficas debido a vectores o focos antrópicos como la interconexión de mares mediante grandes obras de ingeniería (Canal de Suez), los cascos de los barcos (*fouling*), el vertido de aguas de lastre, las artes de pesca, fondeo no controlado de barcos, los escapes accidentales de acuarios y la acuicultura. Además de estos vectores específicos, procesos globales relacionados con la contaminación (eutrofización) y el cambio climático pueden estar contribuyendo a acelerar la tasa de introducción y expansión de especies exóticas en el Mediterráneo.

El problema no es el número total de especies exóticas introducidas, sino que cierta proporción puede desarrollar un comportamiento invasor³, es decir, que rápidamente llegan a convertirse en especies dominantes, reemplazando a las especies nativas y causando incluso perjuicio a la biodiversidad y economía local. Las especies exóticas invasoras (EEI) se caracterizan por una reproducción vegetativa prolífica, requerimientos de hábitat flexibles, elevada tolerancia a estrés ambiental (fluctuaciones, extremos, etc.), similitud entre los hábitat receptores y los de origen, ausencia de predadores o patógenos característicos de su hábitat nativo y producción de metabolitos secundarios que las defienden de herbívoros y epífitos del hábitat receptor (Boudouresque y Verlaque 2002). Como resultado se produce una monopolización del espacio por la especie invasora con la consiguiente reducción de la riqueza de especies y la banalización del ecosistema original. En el Mediterráneo, de las 85 especies de macrófitos catalogadas como introducidas, nueve son consideradas invasoras: *Acrothamnion preisii*, *Asparragopsis armata*, *Lophocladia lallemandii*, *Womersleyella setacea*, *Sargassum muticum*, *Stipopodium schimperi*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia* y *Halophila stipulacea* (Boudouresque y Verlaque 2002). A esta lista podría añadirse el rodófito introducido *Asparagopsis taxiformis* (Foto 1), cuya presencia ha sido observada entre Alicante y Granada y Baleares (Rodríguez-Prieto y Ballesteros, 1996) y en algunos lugares de la Región de Murcia es la especie dominante del hábitat

³ “tens rule” (Williamson y Fitter, 1996). En promedio, 1 de cada 10 especies importadas acaba asentándose en el nuevo hábitat, una de cada diez especies asentadas llega a establecerse (Introducción) y una de cada diez introducciones llega a convertirse en una plaga (Invasión).

rocoso fotófilo (Ruiz, J.M., Obs. pers.; Foto 2), , mostrando comportamientos que bien podrían corresponder a una nueva invasora.

De la lista anterior todas son algas excepto *Halophila stipulacea* que es una fanerógama marina procedente del Mar Rojo. Es lo que se conoce como un migrante Lessepsiano⁴, es decir, todas aquellas especies tropicales que han llegado al Mediterráneo a través del Canal de Suez. Ésta y otras especies de plantas y animales marinos (unas 300; 5% de la fauna mediterránea) se han expandido por la cuenca oriental del Mediterráneo iniciando un proceso de tropicalización. La expansión de las algas verdes de origen tropical *Caulerpa taxifolia* y *Caulerpa racemosa* es un fenómeno relativamente reciente que forma parte de este proceso. Ambas especies son comunes en diversas zonas cálidas tropicales del planeta. La primera de ellas, *C. taxifolia*, fue introducida en el Mediterráneo Occidental de forma accidental desde los acuarios del Museo Oceanográfico de Mónaco. Se trataba además de una forma del tipo salvaje modificada genéticamente para ser empleada por acuarios de todo el mundo por sus conocidas y llamativas propiedades de crecimiento vegetativo incluso en aguas frías. Como resultado, a partir de una pequeña colonia de apenas 1m² de superficie en 1984, a finales del 2.000 el alga había colonizado cerca de 131 km² de fondos marinos de costas francesas e italianas desde el nivel del mar hasta más de 30 metros de profundidad, con colonias aisladas en Baleares, Sicilia y Croacia.

Ante este panorama, el impacto mediático de la invasión de *C. taxifolia* fue muy notable. Sin embargo, las predicciones más nefastas formuladas en base a la cinética inicial de expansión de esta especie parecen no estar cumpliéndose. Hoy día parece que su velocidad de dispersión geográfica se ha ralentizado (incluso detenido) y las praderas de *P. oceanica* no parecen haber experimentado regresión por esta causa. Por ejemplo, tras más de una década de coexistencia y contacto directo del alga invasora y *P. oceanica* en algunas localidades de las Islas Baleares no se han observado alteraciones de la distribución y abundancia de las praderas submarinas (www.uib.es/). Es como si su efectividad de invasor evaluada a largo plazo no ha sido la esperada. Mientras tanto, *C. racemosa*, otro clorófito tropical invasor al que apenas se le ha prestado atención, si parece estar cumpliendo las expectativas creadas con *C. taxifolia*. Se trata de un alga menos conspicua que *C. taxifolia*, pero con una dinámica y evolución más preocupante. *C. racemosa* procede del Mar Rojo y entró en el Mediterráneo Oriental a través del Canal de Suez. Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años. Durante este periodo coexisten en el Mediterráneo Oriental dos especies: *C. racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *lamourouxii* f. *requienii*. La variedad invasora fué introducida más recientemente y corresponde a otra especie endémica de la localidad australiana de Perth, denominada *C. racemosa* var. *cylindracea* (Verlaque et al 2003). La colonización del Mediterráneo Occidental no se inicia hasta 1991 (Trípoli, Libia), mostrando un comportamiento

⁴ Nombre dado en recuerdo de Ferdinand de Lesseps, ingeniero del Canal de Suez, cuyas obras finalizaron en 1869.

invasor más agresivo e imparable. En 1998 aparece en Baleares, en 1999 a Castellón, en 2001 llega a las costas de Alicante y en 2005 alcanza las costas de la Región de Murcia, donde actualmente muestra una activa expansión que apunta ya a las costas andaluzas.

3. Más datos sobre *Caulerpa racemosa*

Al igual que el resto de especies de *Caulerpa* spp, *C. racemosa* es una especie cenocítica, constituida por una serie de estolones de 1-2 mm de diámetro de los que surgen múltiples y delgados rizoides y frondes de tamaño pequeño (< 10 cm) divididos en *pinnas* de aspecto vesicular (Foto 3a). En el caso de la especie autóctona *C. prolifera* los frondes son láminas de 5-15 cm (Foto 3b). *C. taxifolia* presenta también frondes con *pinnas*, pero es laminar plano y de mayor longitud (> 50 cm). La tasa de crecimiento vegetativo de *C. racemosa* es cuatro veces superior a la de *C. taxifolia* y, a diferencia de ésta, produce propágulos sexuales viables que multiplican la probabilidad y la velocidad de dispersión. Se desarrolla sobre un amplio rango de profundidades y es capaz de colonizar todo tipo de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales. En poco tiempo forma un denso tapiz sobre el fondo colonizado que impide la difusión de oxígeno al sedimento volviendo el ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas e infaunales de la biocenosis original. Se ha observado una reducción de la riqueza de especies de los fondos sedimentarios y rocosos tapizados por *C. racemosa*. La interacción entre el alga y las fanerógamas marinas no sigue un patrón general, depende de la especie y de la estructura vertical del dosel vegetal. Así, parece interaccionar negativamente con la abundancia de la fanerógama marina *C. nodosa*, pero causa un incremento de la densidad de plantas de *Zostera noltii* (Ceccherelli y Campo 2002). *C. racemosa* no parece penetrar en las praderas densas de *P. oceanica*, pero si cuando la densidad es baja o la pradera está muy fragmentada, bien de forma natural o bien por causa de un impacto antrópico (Ceccherelli et al., 2000). Los efectos sobre estas comunidades no están realmente bien estudiados, siendo su potencial para alterar el funcionamiento del ecosistema es un tema de actualidad de elevado interés científico y político.

4. Distribución y expansión de *Caulerpa racemosa* en la Región de Murcia

Los datos sobre la distribución actual de *C. racemosa* en el litoral murciano han sido obtenidos entre 2005 y 2007 a partir de observaciones realizadas por buceadores profesionales y centros de buceo colaboradores con el proyecto de seguimiento de *Posidonia oceanica* del Centro Oceanográfico de Murcia (Ruiz et al., 2006a,b). Las observaciones fueron comprobadas *in situ* por el equipo de especialistas del IEO, posicionadas con GPS y tomando en cada caso datos básicos sobre rango de profundidad, principales biocenosis presentes y grado de recubrimiento (abundancia relativa y biomasa; datos no presentados). Los puntos de localización tomados mediante GPS han sido introducidos en formato GIS, lo que ha permitido una estimación muy

aproximada del área total colonizada. Esta información se presenta de forma sintética en la Tabla 1. Puesto que estos datos no han sido obtenidos mediante un programa de muestreo específico y sistemático es importante tener en cuenta la información aportada es sesgada e ignoramos lo que ocurre fuera de los puntos o zonas de buceo habituales. Es, por tanto, probable que la extensión estimada sea una subestimación de la superficie colonizada realmente. En la figura 1 se muestran las tres localidades en que han sido detectadas poblaciones desarrolladas del alga invasora. A continuación se describe el estado de dichas poblaciones algales y las biocenosis autóctonas presentes.

a) Parque Natural de Calblanque: La primera observación fue realizada en 2005 en los fondos del Parque Natural de Calblanque (Ruiz *et al.* 2006), a una profundidad entre 20 y más de 30 m. El área colonizada se encuentra dentro de una superficie aproximada de 1 hectárea y es una zona característica de transición entre el piso infralitoral y circalitoral, donde confluyen una pradera de *P. oceanica* a manchas y una biocenosis de algas rojas calcáreas o *maërl*, ambas en muy buen estado de conservación (Foto 4). Los datos disponibles de esta pradera (datos propios no publicados) indican que la zona colonizada presenta un excelente estado de conservación, descartando la influencia de la pesca de arrastre frecuente en la zona antes de la instalación de un arrecife artificial. La ocupación del sustrato por *C. racemosa* es a manchas sobre sedimentos. Algunas de estas manchas son muy densas y forman una capa de varios centímetros de espesor bajo la cual se observan las algas del *maërl* muertas y un elevado grado de anoxia del sedimento. No se observó el alga penetrando dentro de las manchas de *P. oceanica*, muy densas en esta zona incluso en su límite inferior de distribución (-27 m; 300-350 haces/m²; datos propios no publicados).

b) Cabo Tiñoso: En 2006 el alga invasora fue observada en Cabo Tiñoso (Cartagena), en un lugar conocido como “El Muellecico” (Fig. 1; Tabla 1). En 2007 se han realizado nuevas observaciones confirmando la presencia del alga hasta otro enclave conocido como “El Arco”. Entre ambos enclaves hay una distancia lineal de unos 790 metros; considerando que el rango batimétrico que ocupa es entre las isobatas de 15 y 35 m y la elevada pendiente de la plataforma, se estima un área total de 3,95 hectáreas. La superficie real colonizada dentro de esta área es muy variable en cada sitio, observándose las manchas de mayor densidad y desarrollo en la localidad de “El Muellecico” que podría ser el punto de origen del proceso de invasión iniciado en Cabo Tiñoso. Los fondos infralitorales de esta zona son de naturaleza rocosa y acantilada con pendientes pronunciadas, dominados por biocenosis de roca fotófila, extraplomos y precoralígeno y una estrecha banda fragmentada de *P. oceanica*. Al contrario de lo observado en la localidad de Calblanque, aquí el alga si penetra dentro de las manchas de *P. oceanica* recubriendo sus rizomas y hojas; en esta localidad el estado de conservación de la pradera es también elevado, con una densidad de haces alta (300-500 haces/m²) a -22 m de profundidad, que es donde se encuentra el límite inferior de distribución. Más allá de este límite se extiende una biocenosis de detrítico circalitoral con un *maërl* con un grado de desarrollo considerable en algunos puntos. *C. racemosa* se ha observado colonizando con una densidad baja esta comunidad de *maërl* en toda el

área prospectada, pero en el enclave de “El muellecito” hay manchas completamente tapizadas por una densa y continua capa de *C. racemosa* (Foto 5). Dado el elevado grado de desarrollo del alga en esta zona es posible que ya estuviera presente en 2005.

c) Isla Grosa: En la localidad de Isla Grosa, el alga fue detectada en agosto de 2006 colonizando una reducida extensión entre 3-4 metros de profundidad. En esta ocasión se trata de unas pocas manchas separadas entre sí de tamaño y densidad muy variable. La superficie de las manchas varía entre menos de 1 m² y 1-3 m², ocupando un área total de apenas 200 m². El grado de recubrimiento de alguna de estas manchas es muy elevada (75 ± 24 %) y en algunos puntos tapiza por completo el sustrato, fundamentalmente rocoso, sedimentos gruesos y matas muertas de *P. oceanica*. Bajo las manchas el grado de anoxia del sustrato es apreciable. En las partes más someras se observa *C. racemosa* hay también algunas manchas de *P. oceanica* y *C. nodosa*. El límite superior de la pradera de *P. oceanica* en esta zona es muy heterogéneo y se caracteriza por la presencia de potentes terrazas de mata. Se trata de una zona con una pradera muy desarrollada y en muy buen estado de conservación. En ningún sitio se observó *C. racemosa* penetrando dentro de las manchas de *P. oceanica*, particularmente densas en esta localidad (1.083±130 haces/m²). En esta localidad se observaron diferencias morfológicas y de pigmentación con respecto a las algas presentes en las dos localidades anteriores. Los frondes tenían aspecto de “racimo de uva” voluminoso y compacto muy diferente del típico fronde pinnado con aspecto de “pluma”; también mostraban un color verde claro. Estos datos podrían indicar una respuesta aclimatativa del alga o estrés causado por un exceso de luz y/o temperatura. Investigadores del IMEDEA-CSIC que estudian el fenómeno en las costas baleares han observado precisamente síntomas similares en las poblaciones de *C. racemosa* más someras, mucho más inestables que las profundas (Terrados J., com. pers.). De esta forma, la escasa presencia de *C. racemosa* en esta localidad podría atribuirse tanto a una llegada reciente como a algún tipo de limitación de su desarrollo vegetativo debido a factores como la luz y/o la temperatura.

5. Conclusiones

- 1) El alga ha sido observada en 3 localidades geográficas diferentes (Figura 1) muy alejadas entre sí y dentro de un rango batimétrico muy amplio (-3 y -35 m). La secuencia temporal de observaciones no sugiere ningún patrón ni mecanismo específico de dispersión espacial.
- 2) La información disponible sugiere que la superficie de fondos marinos colonizados en 2007 por *C. racemosa* en la Región de Murcia es un área total no superior a 5 hectáreas (Tabla 1). Dado el elevado grado de desarrollo y extensión de las manchas observado en algunas localidades (p.e. Calblanque y Cabo Tiñoso), es muy probable que la introducción del macrófito en la Región de Murcia sea anterior a 2005.
- 3) Las observaciones realizadas muestran cierta preferencia del alga en zonas profundas superiores a 20 m (mayor recubrimiento del sustrato, frondes más

densos y grandes, etc.). Esto haya probablemente dificultado su observación en etapas más tempranas del proceso de colonización. Este hecho, junto con el carácter sesgado de las observaciones disponibles (puntos habituales de inmersión), también sugiere que el área total colonizada sea superior a la estimada.

- 4) El alga ha colonizado los principales tipos de hábitats infralitorales y parte de los circalitorales: biocenosis de algas fotófilas sobre roca, praderas de *P. oceanica* y fondos sedimentarios detríticos con y sin comunidades de *maërl*. Los efectos de la colonización del alga sobre el fotófilo rocoso y las praderas de fanerógamas marinas es un aspecto que todavía está por determinar, aunque se han descrito algunas interacciones negativas con estos hábitats en otras localidades mediterráneas. Los efectos sobre las comunidades de *maërl* parecen ser bastante más claros contundentes. A profundidades superiores a -24 m, y fuera de la pradera de *P. oceanica*, *C. racemosa* forma un tapiz continuo y muy denso bajo el cual se observan los sedimentos anóxicos y acumulaciones de algas rojas calcáreas muertas. La ausencia de una estructura vertical similar a la de las fanerógamas marinas sea probablemente la causa de esta vulnerabilidad del *maërl* al alga invasora.
- 5) En contra a la línea sugerida por otros investigadores en otras zonas geográficas, las escasas observaciones disponibles sugieren que, hasta ahora, la penetración del alga en la pradera de *P. oceanica* no tiene relación con el grado de degradación de la estructura de la pradera, cuyo estado de conservación es muy alto en todas las localidades invadidas. La capacidad de penetración y colonización de *C. racemosa* dentro de las manchas de *P. oceanica* podría estar más relacionada con las variaciones de la estructura vertical del dosel, independientemente del grado de degradación de origen antrópico.

Hay que resaltar que los puntos anteriores son tan solo conclusiones provisionales deducidas a partir de un conjunto de observaciones realizadas durante los primeros años del proceso de invasión. Los trabajos iniciados por el GEFM-IEO en 2006 permitirán evaluar de forma más objetiva y a más largo plazo algunas de las hipótesis comentadas, como la relativa a la posible interacción entre el alga invasora y las fanerógamas marinas.

7. Consideraciones finales

El problema de las especies invasoras es complejo y las actuaciones y medidas de gestión aplicables para su control son específicas de cada especie y localidad en particular. Podemos encontrar criterios orientativos en documentos elaborados por organismos internacionales (p.e. ICES, 1995) y en otros a nivel nacional, como conclusiones de diferentes reuniones de expertos celebradas recientemente: el 1^{er} *Encuentro consultivo sobre las especies exóticas invasoras (EEI) en el medio marino*, celebrado en el Centro de Cooperación del Mediterráneo de la UICN (Málaga, 11 julio

2006; <http://www.iucn.org/medoffice/invasive_species/>) y el 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (EEI2006; León, 19-22 septiembre 2006; <<http://congreso-eei2006.blogspot.com/>>).

Las características biológicas y ecológicas de *C. racemosa* la convierten en un invasor de trayectoria algo más preocupante que su predecesora *C. taxifolia*, en lo que se refiere a su grado de amenaza para los hábitats y especies autóctonos. La aplicación inmediata de medidas que controlen los principales vectores de dispersión vegetativa del alga (fondeo, calado de artes de pesca y buceo) es conveniente, aunque solo conseguirán cierta ralentización del proceso de dispersión. Las medidas de erradicación aplicadas a *C. taxifolia* no han resultado ser efectivas (Grau et al., 1996) y no parecen tener mucho sentido para el caso de *C. racemosa*. El alarmismo en este caso revertiría tan solo en un despilfarro absurdo de fondos públicos que sin duda estarán mejor invertidos en medidas preventivas de vigilancia y en estudios científicos dirigidos a evaluar los efectos de las algas invasoras sobre la biodiversidad y los recursos marinos. Es, de hecho, la falta de información en este aspecto lo que ahora mismo limita la capacidad de actuación de los gestores. Otro factor limitante para el caso de la Región de Murcia es la elevada profundidad en que se está produciendo la colonización; el alga invasora es una amenaza real para las biocenosis de *maërl*, sin embargo se desconoce la distribución de éste y otros hábitats profundos de alto valor ecológico. La necesidad de estudios de distribución y caracterización de hábitats circalitorales con tecnologías y medios adecuados debe ser asumida de forma urgente. La forma en que el alga invasora puede afectar a las comunidades bentónicas es clave para evaluar sus efectos en la pesca costera, en las actuaciones dirigidas a la protección de áreas marinas y en el turismo subacuático (Occhipinti-Ambrogi y Savini, 2003). La respuesta más inmediata a este fenómeno ha sido la puesta en marcha de proyectos de investigación básica por parte de organismos como el IEO (Ruiz et al., 2006a,b) o el CSIC (UIB), cuyo objetivo principal es conocer las relaciones entre las especies invasoras y los ecosistemas autóctonos. Este tipo de aproximaciones permitirá además obtener conocimiento nuevo y útil sobre el funcionamiento de los ecosistemas marinos, un aspecto sobre el que todavía sabemos poco y que limita nuestra capacidad de diagnóstico y predicción ante fenómenos de magnitud e importancia tal como las invasiones biológicas o el cambio climático.

8. Bibliografía

- Boudouresque, C.F. y Verlaque, M. (2002) Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 32-38.
- Ceccherelli, G., Campo, D. (2002) Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 45: 71-76.
- Ceccherelli, G., Piazzoli L. y F. Cinelli (2000) Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *P. oceanica* : effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 243: 227-240.

- Grau, AM., Pou, S., Riera, F., Pastor, E., Ballesteros, E. (1996). Monitoring of the population of *Caulerpa taxifolia* in Cala D'or (Mallorca, Western Mediterranean): situation at the end 1994. En: Ribera et al. (Eds.). Second International Workshop on *Caulerpa taxifolia*. *Publicacions Universitat de Barcelona*, 1996.
- ICES (1995) *ICES Code of practice on the introductions and transfers of marine organisms*, 1994. Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea.
- Minchin, D. (2001) Introduction of exotic species. In: Thorpe, SA., Turekian, KK. Eds.) *Enciclopedia of Ocean Sciences*, 2: 877-889.
- Occipinti-Ambrogi, A. y Savini, D. (2003) Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 542-551.
- Ribera, M.A., Boudouresque, C.F. (1995) Introduced marine plants, with special reference to macroalgae : mechanisms and impact. In : Round, FE., Chapman, DJ. (Eds.), *Progress in Phycological Research*, vol. 11. Biopress Ltd. Publ., pp 187-268.
- Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E. (1996) Prèsenca d' « *Asparagopsis taxiformis* (Delile) trevisan a Balears. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 39 : 135-138.
- Ruiz Fernández, J.M., Ramos Segura, A., García Muñoz, R., Sandoval Gil, J.M. (2006a) *Red de seguimiento de Posidonia oceanica de la Región de Murcia*. Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Murcia, 115 pp. <<http://www.mu.ieo.es/>>. También disponible en <<http://www.mu.ieo.es/>>.
- Ruiz Fernández, J.M., Barberá, C., Marín, L., García Muñoz, R. (2006b) *Las praderas de Posidonia en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental*. Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Murcia, 41 pp. <<http://www.mu.ieo.es/>>. También disponible en <<http://www.mu.ieo.es/>>.
- Verlaque, M., Durand, C., Huisman, JM., Boudouresque, CF., Le Parco, Y. (2003) On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology*, 38(4): 225-339.
- UIB (Universitat de les Illes Balears). Ecólogos del IMEDEA estudian los efectos de seis especies invasoras sobre la diversidad en comunidades mediterráneas de microalgas.<www.uib.es/servei/comunicacio/sc/projectes/divers/diverscast.pdf>

LEYENDA FOTOGRAFÍAS

FOTO 1. *Caulerpa racemosa* (frondes verdes en primer plano) y *Asparagopsis taxiformis* (forma de porte arbóreo rosado en segundo plano) colonizando una comunidad de algas fotófilas infralitorales sobre roca. Cabo Tiñoso, - 15 m. (FOTO: J.M. RUIZ)

FOTO 2. *Asparagopsis taxiformis* recubriendo casi por completo fondos rocosos infralitorales en Cabo Tiñoso (-17 m).

FOTO 3a. Detalle ampliado de un fronde de *C. racemosa*. Calblanque, -25 m. (FOTO: J.M. RUIZ)

FOTO 3b. Frondes y estolones de *Caulerpa prolifera*, -2 m, Mar Menor.

FOTO 4. Zona de transición entre los pisos infralitoral y circalitoral con comunidades de algas rojas calcáreas (*maërl*) y manchas de *P. oceanica* del límite inferior de la pradera. En primer plano se observa una etapa temprana de colonización de *C. racemosa* sobre el *maërl*, mientras que en el fondo de la imagen el alga presenta un recubrimiento del 100% sobre el sustrato. Calblanque, - 25 m. (FOTO: J.M. RUIZ)

FOTO 5. Fondo detrítico totalmente colonizado por *C. racemosa*. Cabo Tiñoso, -30 m. (FOTO: J.M. RUIZ)

FOTO 1



FOTO 2



FOTO 3a (Izda.) y 3b (Dcha.)



FOTO 4



FOTO 5



TABLAS

Tabla 1. Localización exacta (UTM), fecha de observación y características de las localidades de la Región de Murcia en las que ha sido observada *C. racemosa*. El área colonizada es estimada en un SIG como la superficie total de fondo marino que contiene las manchas del alga localizadas, es decir, no se corresponde al área total efectivamente colonizada.

Nombre	Fecha	Área colonizada	Latitud	Longitud	Prof. (m)	Biocenosis	Estado de Conservación
Calblanque	2005 ^a	1 ha	700037	4164865	> 20 m	- <i>Posidonia oceanica</i> - Comunidad de <i>maërl</i>	Muy alto
Cabo Tiñoso "El Muellecico"	2006 ^b	3,95 ha	664377	4156507	10-35 m	- <i>Posidonia oceanica</i> - Fotófilo rocoso - Precoralígeno - Detrítico arenoso - Comunidad de <i>maërl</i>	Muy Alto
Cabo Tiñoso "El Arco"	2007 ^c		665045	4156406	> 20 m		
Isla Grosa	2006 ^d	0,02 ha	702030	4177976	3-4 m	- <i>Posidonia oceanica</i> - Mata muerta de <i>P. oceanica</i> - Fotófilo rocoso - <i>Cymodocea nodosa</i>	Alto

Fuentes:

- a. Munerlab (Consultora)
- b. Centro de buceo RIVEMAR y Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas IEO
- c. Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas IEO
- d. Centro de buceo MUNDO ACTIVO y Grupo de Ecología de Fanerógamas Marinas IEO

FIGURAS

Figura 1. Distribución actual del alga tropical invasora *C. racemosa* en el litoral de la Región de Murcia.

